

INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS:

**¿QUÉ, CÓMO Y CUÁNTO
REFLEJAN LA CALIDAD
DEL AGUA?**

**Alicia Fernández Cirelli
Alejandra V. Volpedo**

INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS: ¿QUÉ, CÓMO Y CUÁNTO REFLEJAN LA CALIDAD DEL AGUA?

Alicia Fernández Cirelli y Alejandra V. Volpedo

RESUMEN

La disponibilidad y la calidad del agua son dos factores claves para la vida y el desarrollo de cualquier región del mundo. Latinoamérica es una de las regiones del planeta que posee mayor cantidad de recursos hídricos disponibles. La actividad agropecuaria es el usuario de mayor demanda del agua.

Las diferentes actividades en las que se usa el agua requieren una calidad particular, y es importante no utilizar agua de calidad superior para un uso que no lo requiera. Se puede considerar que casi todos los usos pueden contaminar el recurso y convertirlo en no adecuado para otros usos, lo que hace indispensable su tratamiento. El deterioro del agua no se debe únicamente al impacto de las actividades antrópicas, también pueden existir causas de origen natural.

Para el estudio de la calidad del agua se utilizan tradicionalmente indicadores físicos, químicos y biológicos que permiten luego elaborar índices de calidad de agua, los cuales son una herramienta clave en el manejo y gestión de los recursos hídricos.

Palabras clave: Indicadores físico-químicos, calidad de agua.

ABSTRACT

Water availability and quality are two key factors for life and development in any region of the world. Latin America is one of the regions of the planet that has the most significant amount of water resources available. The agricultural activity is the responsible of the higher demand for the water.

The different activities in which water is used require a particular quality, and it is important not to use water of superior quality for a use that does not require it. It can be considered that almost all uses can contaminate the resource and make it unsuitable for other purposes, which makes its treatment indispensable. Water deterioration is not only due to the impact of anthropic activities, but there may also be causes of natural origin.

For the study of water quality, physical, chemical, and biological indicators are traditionally used, which then allow the development of water quality indices, which are a key tool in the management and administration of water resources.

The objective of this work is to analyze the main physical-chemical indicators of water quality and discuss its application in different cases.

Keywords: Physical-chemical indicators, water quality.

INTRODUCCIÓN

La disponibilidad y la calidad del agua son dos factores claves para la vida y el desarrollo de cualquier región del mundo. Latinoamérica es una de las regiones del planeta que posee mayor cantidad de recursos hídricos disponibles en relación a la cantidad de población, si bien dichos recursos están distribuidos heterogéneamente. Las actividades agropecuarias son el usuario de mayor demanda del agua (73%), seguido por el uso doméstico (17 %) y las actividades industriales (10 %).

Las diferentes actividades en las que se usa el agua requieren una calidad particular y es importante no utilizar agua de calidad superior para un uso que no lo requiera. El aprovisionamiento de agua para la población es el uso más exigente, en términos de calidad y seguridad del suministro. La calidad de agua tiene consecuencias directas en la salud humana, situación que se torna más grave por la demanda creciente asociada al aumento demográfico. Aproximadamente el 70% de las enfermedades está asociado al consumo de agua no potable o a la manipulación de alimentos de manera no segura (OMS, 2017).

El deterioro de la calidad del agua es un problema grave que va en aumento, y es considerado uno de las principales problemáticas ambientales. Las principales causas de contaminación del agua son los vertidos incontrolados de aguas residuales urbanas e industriales, muchas veces sin tratamiento, así como las prácticas agrícolas deficientes. La contaminación atmosférica, la acumulación de sustancias en suelos y sedimentos, el exceso de bombeo de aguas subterráneas, la minería y otras industrias de extracción, la destrucción de humedales y de zonas de recarga de acuíferos, también contribuyen al deterioro de la calidad del agua.

Los principales efectos que produce el agua contaminada en el ambiente son: la transmisión hídrica de enfermedades mediante la contaminación microbiológica; la pérdida de los ecosistemas acuáticos; el riesgo de infecciones crónicas en el hombre, asociadas a la contaminación química; la pérdida de la capacidad productiva en suelos regados a causa de procesos de salinización, entre otros (Baird, 2001).

Se puede considerar que casi todos los usos del agua pueden contaminar el recurso y convertirlo en no adecuado para otros usos, lo que hace indispensable su tratamiento. El deterioro de la calidad del agua no se debe únicamente al impacto de las actividades antrópicas, sino que también pueden existir causas de origen natural. En este sentido la presencia de elevadas cantidades de hierro reducido, flúor, arsénico y sales en las aguas subterráneas pueden ser producto de las características geoquímicas naturales de una zona, y pueden afectar el uso del agua para consumo humano (Paoloni, 2010;

Puntoriero *et al.* 2014 a). Las erupciones volcánicas y sus consiguientes torrentes de lava, las inundaciones y sequías pueden provocar un deterioro local y regional del ambiente acuático. No obstante, cualquiera de estos eventos impacta menos que cualquier actividad desarrollada por el hombre.

Los principales contaminantes pueden ser una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales, mineras, áreas militares, vertederos de escombros (basureros), sistemas de producción pecuaria intensiva, polos petroquímicos, entre otros. En el caso de las aguas subterráneas, cabe mencionar también la lixiviación de nitratos, plaguicidas, sales originadas por intrusiones marinas y sales procedentes del uso de aguas salinas para regar. En el agua superficial los principales contaminantes son los compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de las actividades agropecuarias, industriales y de las zonas urbanas.

Para el estudio de la calidad del agua se utilizan tradicionalmente indicadores físicos, químicos y biológicos que permiten luego elaborar índices de calidad de agua, los cuales son una herramienta clave en el manejo y gestión de los recursos hídricos.

El objetivo de este capítulo es analizar los principales indicadores físico-químicos de calidad de agua y discutir su aplicación en distintos casos.

INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA

El concepto de calidad de agua está estrechamente vinculado al uso que se le da a la misma, o sea que es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos que debe tener para ser usada por ejemplo como agua para consumo humano o animal, para riego o para uso industrial. Esta calidad puede ser medida por

indicadores que son un reflejo de la manifestación de una cualidad o propiedad del objeto de la evaluación, en este caso del agua.

Los indicadores de calidad de agua pueden ser parámetros físicos, químicos y biológicos (Tabla 1). Los indicadores biológicos pueden cuantificarse por métodos microbiológicos, ecológicos, fisiológicos, bioquímicos y ecotoxicológicos y los mismos serán desarrollados en otros capítulos de esta publicación.

Indicadores físicos:

Turbidez: La materia presente en el agua se puede encontrar disuelta, en suspensión (particulada) o coloidal. La turbidez es un parámetro usado habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos, especialmente coloidales. Proviene de la erosión y transporte de materia coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho, etc.) por parte de los ríos en su recorrido, de los aportes de fibras vegetales y de los aportes de aguas residuales domésticas o industriales que puedan recibir (por ej.: jabones). Para obtener los valores de este indicador se mide la extensión con la que un rayo de luz es reflejada en su paso por el agua con un ángulo de 90°. Esta reflexión se produce debido al efecto Tyndall que caracteriza a los sistemas coloidales.

La turbidez es un indicador de gran importancia tanto en ecosistemas dulceacuícolas como estuarinos. Por ejemplo, en el estuario del Río de la Plata (35.000 km²) que es donde desemboca la Cuenca del Plata, segunda cuenca de Sudamérica y quinta a nivel mundial (UNESCO, 2007), los valores de turbidez analizados durante 15 años y modelados por Dogliotti *et al.*, (2016) evidencian que las precipitaciones en la cuenca alta de la Cuenca del Plata, durante el Fenómeno de El Niño producen un efecto de dilución de las partículas de sedimento que llegan al estuario aportadas por el Río Paraná, con la consecuente

Tabla 1. Indicadores de calidad de agua. COT: carbono orgánico total, DBO: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno.

Indicadores Físicos	Indicadores Químicos	Indicadores Biológicos
Turbidez	pH	Métodos ecológicos
Sólidos en suspensión	Dureza	Métodos microbiológicos
Color	Oxígeno disuelto	Métodos fisiológicos y bioquímicos
Olor y sabor	Indicadores de Materia Orgánica (DBO, DQO, COT)	Métodos ecotoxicológicos
Temperatura	Nutrientes	
Conductividad	Plaguicidas	
	Metales pesados	

disminución de la turbidez. Este cambio en el agua hace que el "frente de turbidez del estuario" cambie su intensidad, lo que tiene un efecto directo en la biodiversidad produciendo el desplazamiento de las especies que se alimentan de sedimentos del frente de turbidez (Romero y Volpedo, 2017). Durante el Fenómeno de La Niña cuando no hay un aumento del caudal del Río Paraná, las partículas de sedimento hacen que el frente de turbidez sea más intenso. Muchas de esas partículas tienen adsorbidos contaminantes como metales pesados, por lo que estos se redistribuyen en diferentes áreas dependiendo de las condiciones del río y a su vez aumentan sus posibilidades de ser incorporados por los organismos detritívoros.

Sólidos en suspensión: son partículas de tamaño variable que se mantienen en suspensión en el agua. Es un valor utilizado como indicador de la calidad del agua. Para su determinación, se filtra un volumen de agua y se pesan los sólidos en suspensión retenidos en el filtro. La cantidad se expresa por el peso seco del material sólido contenido en la unidad de volumen de agua.

Las determinaciones de sólidos en suspensión son un parámetro importante que puede limitar la presencia de organismos filtradores sobre todo en ríos de llanura como el Río Paraguay que recibe las aguas de los ríos Bermejo y Pilcomayo con altas concentraciones de sólidos en suspensión (>40g/l). Esto fue determinado experimentalmente por Tokumon *et al.*, (2015) para el mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) que es un molusco invasor, extendido en la mayoría de áreas de la Cuenca del Plata. Es de destacar que en las zonas de esta cuenca con alta concentración de sólidos suspendidos no se ha reportado su presencia (Darrigran *et al.*, 2011; Blettler *et al.*, 2014). Esto podría deberse a que una alta concentración de sólidos en suspensión le impide cumplir con sus funciones fisiológicas vitales como respirar y/o filtrar para alimentarse, lo que podría ser considerado un factor clave para el manejo y control de esta especie invasora.

Color: La presencia de color indica la existencia de sustancias extrañas que pueden deberse en parte a materia en suspensión o a la presencia de sustancias disueltas. Estas sustancias pueden ser compuestos orgánicos de origen natural (taninos, ácidos húmicos, etc.) o artificial (aportados por vertidos de industrias). Se determina por métodos espectrofotométricos, analizando el color de la luz que atraviesa una muestra de agua previamente filtrada para poder determinar el color verdadero.

Este indicador es muy útil en áreas donde hay descargas de efluentes de industrias textiles o de tinturas, que son vertidas directamente a los cuerpos de agua sin tratamiento previo. Generalmente, cuando ocurre esto se observan en el agua diferentes colores no naturales, producto de los colorantes textiles. Si las descargas permanecen en el tiempo, las comunidades acuáticas pueden

ser afectadas, ya que algunas longitudes de onda de la luz natural no pueden pasar a través de la columna de agua, debido a la coloración que posee la misma.

Olor y sabor: Las aguas naturales pueden contener disueltos compuestos que les confieren olor y sabor. Estos parámetros son muy sensibles a las apreciaciones personales y es difícil sistematizar estas medidas.

Temperatura: afecta la mayoría de los procesos fisicoquímicos y biológicos que tienen lugar en los ecosistemas acuáticos como, por ejemplo, la solubilidad de los gases en agua. Las variaciones de temperatura del agua se producen debido a los cambios de la temperatura ambiente originadas en el ciclo natural de las estaciones o bien en la diferencia térmica entre la noche y el día. El impacto antropogénico más importante es por ejemplo en el vertido de agua caliente utilizada como refrigerante en centrales térmicas y eléctricas.

Las variaciones de este parámetro pueden causar diferentes impactos en los ecosistemas acuáticos ya que la temperatura influye en la disolución de los gases en el agua, cuya solubilidad disminuye a temperaturas altas. Algunos de los efectos ecológicos que tiene el aumento de la temperatura son la disminución de la biodiversidad, como en el Embalse de Tucuruí en Brasil, (Tundisi *et al.*, 2003); cambios irreversibles en la fisiología de las especies (Verones *et al.*, 2010), y además es el parámetro responsable directo de muchas mortandades de peces registradas en la Argentina (González Naya *et al.*, 2011).

Conductividad: es la capacidad que presenta el agua para conducir la electricidad. Se debe a las sales que lleva disueltas. No es un parámetro específico de una especie concreta sino que engloba al conjunto de sales disueltas. Debido a esto es que existe una relación entre la conductividad y la salinidad de una muestra de agua. La relación entre ambos parámetros se establece a través de un factor experimental que puede variar entre 0,6 a 1 dependiendo de la composición de la muestra de agua (Conzonno, 2009).

La conductividad es afectada por la geología del terreno que atraviesa el agua, y por la presencia o no de vertidos de aguas residuales, ya que las sales que contienen no son eliminadas por los procesos de depuración naturales. Este parámetro sirve para determinar la existencia de algunos vertidos y la posibilidad de reutilización del agua para riego. Las medidas se realizan mediante un conductímetro.

Este parámetro es clave en las lagunas pampásicas ya que en los periodos de sequía la conductividad aumenta debido a la evaporación. Esto hace que los cuerpos de agua cambien su calidad de agua lo que afecta al ensamble de comunidades presentes en las mismas (Gómez

et al., 2007). En algunos casos, como en el del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) del Lago Chasicó, esta es la única especie presente en ese cuerpo de agua ya que puede soportar una conductividad de 40 mS/cm y una salinidad mayor al promedio del agua marina (35 g/l) (Volpedo y Fernández Cirelli, 2013; Puntoriero et al., 2014b; Puntoriero et al., 2015).

Indicadores químicos

pH: es una medida de la concentración de iones hidrógeno ($\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$). La concentración de iones hidrógeno ($[\text{H}^+]$) interviene en los equilibrios de diferentes sustancias que pueden encontrarse en diferentes formas de acuerdo a la acidez, por ejemplo en la solubilidad de los metales. El intervalo de pH adecuado para la vida es muy estrecho y crítico, cualquier variación fuera de este intervalo puede ser fatal para los organismos. En aguas naturales se encuentra en un rango comprendido entre 6 y 9 (Stumm y Morgan, 1995; Conzonno, 2009; Tundisi y Tundisi, 2013). Sin embargo existen lagos con alto contenido de ácidos que pueden tener pH de 1-2 y que están en áreas de rocas graníticas o lagos alcalinos con $\text{pH} > 10$ como el Lago Texoco (Mattson 1999; Grant, 2006). Este parámetro es importante, ya que si en el ambiente acuático hay presencia en los sedimentos contaminados, por ejemplo, con metales pesados, al disminuir el pH del cuerpo de agua se produce el transporte a la columna de agua haciéndolos disponibles, y pueden luego ser incorporados por los organismos por diferentes vías (Bidoglio y Stumm, 2013).

Dureza: es la suma de todos los cationes multivalentes presentes en el agua. Los cationes más importantes son calcio y magnesio y suele calcularse su valor como la suma de ellos. Químicamente, el índice de dureza se define como: $\text{dureza} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]$. La dureza se expresa como la masa en miligramos (por litro) de carbonato de calcio que contiene el mismo número de iones dipositivos (+2). Así por ejemplo, una muestra de agua que contenga un total de 0.0010 moles de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ por litro, tendría un valor de la dureza de 100 miligramos de CaCO_3 , ya que la masa molar del CaCO_3 es 100 gramos y, por tanto, 0,0010 moles pesan 0,1 g o 100 mg.

Según la dureza, las aguas se clasifican como: blandas: 0-60 mg/L CaCO_3 , moderadamente blandas: 60-120 mg/L CaCO_3 , duras: > 120 mg/L CaCO_3 .

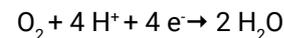
La dureza se determina mediante una valoración con EDTA (ácido etilendiaminotetraacético). En el caso que sea necesario determinar calcio y magnesio individualmente se recomienda realizar las determinaciones por absorción atómica (APHA, 2005).

La manifestación más evidente de la dureza del agua es la precipitación de sales insolubles de jabones. En los

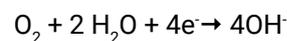
ecosistemas acuáticos que poseen agua con una dureza más alta se reduce el efecto de la toxicidad por metales (Sprague, 1995; Yim et al., 2006; Ebrahimpour et al., 2010) por la competencia entre sitios activos. Sin embargo en aguas con baja dureza, muchos organismos con exoesqueletos calcáreos pueden tener problemas de crecimiento y reproductivos (Oliveira-Filho et al., 2012).

Oxígeno disuelto: es uno de los indicadores más utilizados en sistemas lóticos¹ ya que participa en un gran número de procesos que tienen lugar en el medio acuático. Es aportado por intercambio con la atmósfera y por la acción fotosintética de los productores primarios. Es utilizado por los microorganismos en los procesos de oxidación de la materia orgánica e inorgánica y en los de respiración. Se determina por el método de Winkler que involucra la precipitación del oxígeno como óxido de manganeso, su redisolución en medio ácido y la valoración mediante una yodometría.

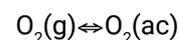
El oxígeno molecular disuelto (O_2) es el agente oxidante más importante de las aguas naturales. En la reacción, cada uno de sus átomos se reduce desde su estado de oxidación cero hasta el estado -2 en el H_2O o en el OH^- . La hemireacción que tiene lugar en disolución ácida es:



mientras que la que ocurre en disolución básica es:



La concentración de oxígeno disuelto en agua es pequeña a causa de su baja solubilidad y, por tanto, es inestable desde el punto de vista ecológico. Para la reacción:



(ac): en solución acuosa

la constante de equilibrio que debe considerarse es la constante de la Ley de Henry, K_H , que para el oxígeno a 25°C es $1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$:

$$K_H = [\text{O}_2(\text{ac})]/P_{\text{O}_2} = 1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$$

Puesto que en el aire seco la presión parcial de oxígeno, P_{O_2} , es de 0,21 atm, se tiene que la solubilidad del O_2 es 8,7 miligramos por litro de agua (87 ppm). Debido a que las solubilidades de los gases aumentan al disminuir la temperatura, la cantidad de O_2 que se disuelve a 0°C (14,7 ppm) es mayor que la cantidad que se disuelve a 35°C (7,0 ppm). Por otro lado el oxígeno también puede expresarse como porcentaje de saturación.

¹ Cuerpos de aguas con corrientes fluviales que se caracterizan por ser rápidas y estar en constante movimiento por ejemplo ríos, arroyos.

El oxígeno disuelto es fundamental para la vida acuática, los bajos valores del mismo pueden producir mortandades masivas de organismos, sin embargo existen sistemas como las turberas húmedales donde predominan condiciones anóxicas, producto de la gran cantidad de materia orgánica en descomposición y de las bajas temperaturas (Neiff, 2001).

En ecosistemas acuáticos impactados por las descargas de efluentes no tratados, con alta carga de materia orgánica (por ejemplos frigoríficos o industrias alimentarias), los valores de oxígeno disuelto disminuyen bruscamente producto de la descomposición de la materia orgánica, por lo que el monitoreo de este parámetro es muy útil.

Materia orgánica: es un conjunto de compuestos de composición y estructura química bastante diferente pero que presentan una característica común: su capacidad para reaccionar con el oxígeno en un proceso de oxidación.

Las determinaciones de materia orgánica se realizan por:

a) oxidación por parte de microorganismos, que se denomina *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO);

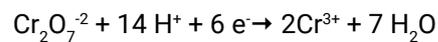
b) oxidación por medio de un oxidante químico estandarizado, que puede ser dicromato de potasio: en cuyo caso se denomina *demanda química de oxígeno* (DQO).

c) oxidación total de la materia orgánica: *carbono orgánico total* (COT).

La *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO) es el más aproximado a los procesos de consumo de oxígeno que tienen lugar en el medio acuático. Se asume que en la muestra hay microorganismos que pueden facilitar la oxidación de la materia orgánica en presencia del oxígeno disuelto en el agua. La cantidad de oxígeno consumido en este proceso, que es lo que se mide (mg de oxígeno/L), depende del tiempo transcurrido. Por eso, la determinación se realiza a los 5 días (DBO₅) a una temperatura de referencia de 20° donde el valor de saturación de oxígeno es 9 mg/L y en oscuridad. Esto hace necesario que se realicen diluciones, lo que constituye una fuente de error en la determinación, la cual se debe considerar. Este método presenta una variabilidad intrínseca ya que como es una reacción entre compuestos y microorganismos no identificados no es específico, por eso se mide un parámetro global ya que diferentes concentraciones de compuestos pueden dar la misma DBO. Por otro lado, si bien la DBO es la medida más representativa de lo que acontece en el medio natural, debe tenerse en cuenta que no es una medida inmediata (5 días) y que la materia orgánica no es el único consumidor de oxígeno, por ejemplo la oxidación de amonio es significativa a partir de 7 días.

En experiencias de intercalibración entre laboratorios, los valores de DBO pueden oscilar entre un 112% de exceso y un 58% de defecto. Los valores DBO hallados en aguas naturales son del orden de 10 mg/L y para aguas residuales urbanas tratadas: 500 mg/L. En el caso de excretas de cerdos llegan a valores de 15000 mg/L (Fernández Cirelli *et al.*, 2010; Mora-Ravelo *et al.*, 2017).

Los métodos de *oxidación química* (DQO) incluyen la oxidación con dicromato de potasio. El ion dicromato en lugar del O₂, se utiliza para determinar los valores de DQO. La hemireacción de reducción para el dicromato cuando oxida la materia orgánica es



ion dicromato

ion cromo III

En la práctica, se añade a la muestra un exceso de dicromato, y este exceso se valora con un reductor, el Fe⁺², hasta el punto final. El número de moles de O₂ que la muestra necesita para completar la oxidación corresponde a un 6/4 (= 1,5) veces el número de moles de dicromato, ya que este último acepta seis electrones por ion, mientras que el O₂ acepta sólo cuatro.

La dificultad de la DQO como parámetro de medida de la demanda de oxígeno es que la disolución ácida de dicromato es tan oxidante que oxida sustancias que en aguas naturales consumen oxígeno muy lentamente y, por tanto, no representan una amenaza real a sus contenidos en oxígeno. En otras palabras, el dicromato oxida sustancias que no serían oxidadas por el O₂ en la determinación de DBO.

El oxidante químico reacciona con sustancias difíciles de biodegradar, por lo que los valores de DQO son en general mayores, y la relación entre DBO y DQO no es lineal. En general, la relación DQO/DBO para un agua residual urbana es aproximadamente 2 y valores superiores indicarían la presencia de aguas residuales industriales con productos químicos de difícil biodegradación. La DQO es de más fácil estandarización y reproducibilidad que la DBO y se realiza en un tiempo menor (2 h).

En el *carbono orgánico total* (COT): se oxida en forma total la muestra y se determina el carbono como dióxido de carbono. Se utiliza para la materia orgánica disuelta y suspendida en el agua; por ejemplo, para el agua subterránea este parámetro tiene un valor de aproximadamente un miligramo por litro, es decir 1 ppm de carbono. En las determinaciones de carbono orgánico total (COT), el proceso de oxidación se lleva a cabo por combustión catalítica, que permite efectividad en la oxidación de compuestos más resistentes, como son las proteínas o la materia particulada. Es el más utilizado en el tratamiento de aguas. La cuantificación del dióxido de carbono generado se puede realizar volumétricamente, por conductividad térmica o una sonda específica. Este

método es de fácil automatización y aunque los equipos disponibles son costosos, se requiere menor tiempo y permite el análisis simultáneo de muchas muestras.

Otro parámetro, que se utiliza para caracterizar el material orgánico que está disuelto en aguas superficiales, es el Carbono Orgánico Disuelto (COD) (van Steenderen y Lin, 1993; Wangersky *et al.*, 1993). El COD puede tener una concentración promedio de 5 ppm, aunque en humedales con mucha materia orgánica como pantanos y turberas puede alcanzar valores diez veces superiores, y para aguas residuales no tratadas, los valores más frecuentes de COD son de cientos de ppm (Stumm y Morgan, 1995).

La materia orgánica disuelta en agua tiene un papel fundamental en la adsorción e inmovilización de muchas sustancias orgánicas contaminantes y metales pesados y en el contenido de oxígeno disuelto (OD). Por ejemplo en el río Amazonas se ha observado que cambios en el aporte de cantidad de materia orgánica producto de la deforestación de zonas aledañas al cuerpo de agua, aumentan el escurrimiento y la pérdida de la materia orgánica de los suelos de la selva hacia los cuerpos de agua. Esto tiene como efecto el empobrecimiento de los suelos de la selva, el aumento de la erosión y a su vez influye en el deterioro de los cuerpos de agua ya que el aporte masivo de materia orgánica disminuye el OD en la columna de agua y produce mortandades masivas de organismos (Karlsson *et al.*, 2015). Similar situación se genera también en embalses de represas que no han sido deforestados antes de inundar el embalse, generándose disminuciones importantes en la concentración de OD por presencia del aporte masivo de materia orgánica (Quirós, 1990; Mariazzi *et al.*, 1992).

Nutrientes: son compuestos principalmente de nitrógeno y de fósforo. Estos compuestos acompañan a la materia orgánica en los efluentes domésticos, y pueden provenir también de fertilizantes y de excretas ganaderas.

Existen varias formas ambientalmente importantes de nitrógeno, que difieren en el grado de oxidación del átomo de nitrógeno. Las formas más reducidas son el amoníaco (NH_3) y su ácido conjugado, el ion amonio (NH_4^+). La forma más oxidada es el ión nitrato (NO_3^-), el cual existe en sales sólidas, en disoluciones acuosas y en el ácido nítrico (HNO_3). En disolución, los intermedios más importantes entre estos extremos son el ion nitrito (NO_2^-), y el nitrógeno molecular (N_2).

En el proceso de nitrificación catalizado por microorganismos, el amoníaco y el ion amonio se oxidan a nitrato, mientras que en el correspondiente proceso de desnitrificación el nitrato y el nitrito se reducen a nitrógeno molecular, el óxido nitroso, N_2O , es un subproducto minoritario en ambos casos. Los dos procesos son importantes tanto en suelos como en aguas naturales. En ambientes aeróbicos, como la superficie de lagos, el nitrógeno está en su

estado de oxidación más alto: en forma de nitrato, mientras que en ambientes anaeróbicos, como el fondo de los lagos estratificados, existe en su estado más reducido: en las formas amoníaco y de ion amonio. El ion nitrito existe en ambientes anaeróbicos como suelos anegados que no están demasiado reducidos para convertir todo el nitrógeno a amoníaco. La mayoría de las plantas pueden absorber nitrógeno sólo en la forma más oxidada, como nitrato, con lo que el amoníaco o el ion amonio utilizados como fertilizantes deben primero oxidarse por medio de microorganismos antes de ser útiles para la vida de las plantas. Estos procesos de óxido-reducción entre las diferentes especies de nitrógeno, catalizados por microorganismos se conocen como ciclo del nitrógeno.

Las determinaciones de Nitrógeno Total se realizan por el método de Kjeldahl. El nitrato puede determinarse espectrofotométricamente en aguas superficiales y subterráneas. Existen kits comerciales para la determinación de las diferentes especies de nitrógeno. La cromatografía iónica es un método adecuado y preciso para la determinación simultánea de las diferentes formas iónicas de nitrógeno. El procesamiento previo depende de la matriz. Debido a su carga negativa el ion nitrato no es adsorbido por los coloides del suelo y es altamente móvil. Por lo tanto, pasa a la zona no saturada y de allí a aguas subterráneas.

El fósforo presenta un número menor de compuestos solubles que el nitrógeno. En los fertilizantes se aplica normalmente como sales de calcio o amonio. Es tomado por plantas o microorganismos como H_2PO_4^- o HPO_4^{2-} . Reacciona con Al, Fe o Ca en los suelos para formar compuestos insolubles. Queda normalmente retenido por los constituyentes del suelo, por lo que, a menos que los aportes sean excesivos, no llega a las aguas subterráneas. Puede afectar el agua subterránea en acuíferos someros en zonas de suelos arenosos.

Las determinaciones de fósforo se realizan espectrofotométricamente. Se determina P total (previa digestión) y P soluble.

Los aportes excesivos de nitrógeno y fósforo pueden ocasionar fenómenos de eutrofización (Smith, 2003). La urbanización y la explotación agropecuaria intensiva producen aportes excesivos de nutrientes a cuerpos lénticos como lagos y embalses, promoviendo la proliferación algal y otros síntomas de eutrofización (Conley *et al.*, 2009; Chislock *et al.*, 2013). Este proceso tiene un efecto adverso en la calidad de agua, ya que grandes cantidades de productores primarios causan disminución de oxígeno de las zonas profundas del cuerpo de agua, aumentando la turbidez, afectando las comunidades e interfiriendo en los procesos de potabilización de agua. El P es el factor limitante en muchos cuerpos de agua de ambientes templados como las lagunas pampásicas, esto sucede porque

la vegetación acuática necesita de fosfato para desarrollarse. El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por escorrentía hacia los cuerpos de agua. Sin embargo en otros cuerpos de agua como los lagos europeos profundos o cuerpos de agua próximos al océano, el nutriente limitante es el nitrógeno (Schindler, 2012).

Las lagunas pampeanas son un ejemplo del impacto del aporte de nutrientes en exceso en un cuerpo de agua somero. Estos cuerpos de agua si bien son naturalmente eutróficos, pueden clasificarse en lagunas verdes y turbias (lagunas con abundante desarrollo del fitoplancton pero escaso desarrollo de macrófitas, con abundancia de peces planctívoros, mayores concentraciones de nutrientes) y claras (lagunas transparentes con biomasa del fitoplancton relativamente baja, abundante desarrollo macrófitas, y abundancia de piscívoros y menores concentraciones de nutrientes) (Quirós *et al.*, 2002; 2006). Las actividades agropecuarias en la región han aumentado el aporte de nutrientes a estos cuerpos de agua convirtiéndolos en hipereutrófico y produciendo en algunos de ellos floraciones algales tóxicas con el consecuente impacto sobre la biota así como sobre los diferentes usos de ese cuerpo de agua (Allende *et al.*, 2009; Choconi *et al.*, 2011).

Metales: son elementos químicos que en la naturaleza pueden encontrarse combinados con otros elementos, como con oxígeno, y formar óxidos; o con sulfuros y por ejemplo formar sulfuro de mercurio, o con cloruros y formar cloruro de sodio. Los metales utilizados en las actividades antrópicas incrementan los potenciales riesgos sobre la salud y el ambiente mediante dos vías principales: i) alterando el transporte ambiental, es decir, por medio de emisiones antropogénicas al aire, al agua, al suelo y al alimento; ii) alterando la especiación química o bioquímica del elemento (Beijer y Jernelov, 1986).

Los metales son redistribuidos naturalmente en el ambiente por ciclos biogeoquímicos, que incluyen, entre otros procesos, la bioconcentración en plantas y animales y su incorporación en los ciclos de alimentos. Estos ciclos naturales suelen superar los ciclos antrópicos.

La biodisponibilidad es la medida en que un contaminante presente en el ambiente puede ser absorbido por un organismo. La química del agua afecta la biodisponibilidad de los metales cambiando las especies químicas presentes y el funcionamiento de los sitios de captación. Además, la biodisponibilidad de un metal disuelto o de un metaloide también puede verse afectada por la especiación química. Los cationes metálicos compiten con otros cationes por ligandos disueltos, es decir, aniones o moléculas que forman compuestos de coordinación y complejos con metales. Los ligandos que forman complejos con metales incluyen compuestos orgánicos disueltos y especies inorgánicas.

Los ligandos orgánicos naturales tales como ácidos húmicos y fúlvicos tienen una amplia gama de grupos funcionales relevantes. Entre los más importantes en el proceso de complejación están los grupos carboxílico y fenólico. Las principales especies inorgánicas importantes para las aguas dulces son Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , F^- , OH^- y SO_4^{2-} .

Los ligandos, NH_3 , HS^- y S^{2-} son importantes en condiciones anóxicas. El H_2O es también un ligando importante que forma una esfera de hidratación alrededor de los cationes y, al hacerlo, puede influir en la biodisponibilidad. El tamaño y la carga de un catión hidratado pueden influir en su paso a través de los canales de proteínas de la membrana plasmática.

Algunos factores ambientales como la salinidad y el pH afectan en los organismos su tasa de captación de metales trazas particulares. Otros factores están asociados directamente a la especie, por ejemplo al tipo de dieta, la tasa de alimentación o ambiente que frecuenta, es por ello que hay interespecificidad en la captación de metales por un organismo.

Los metales como el cadmio, el cobre, el cromo, el mercurio, níquel, el plomo, el zinc o un metaloide como el arsénico pueden ser altamente tóxicos para la biota aun en bajas concentraciones y son los más estudiados. Sus bajas concentraciones presentes requieren la necesidad de utilizar instrumentación compleja para obtener resultados confiables. Los métodos más utilizados para determinar metales pesados son la espectrometría de absorción atómica, la espectrometría de emisión de plasma (ICP) y el ICP acoplado a un espectrómetro de masas, que es el método más sensible.

Plaguicidas: son sustancias o mezclas de sustancias, destinadas a matar, repeler, atraer, regular o interrumpir el crecimiento de seres vivos considerados plagas.

Los plaguicidas no son necesariamente venenos, pero pueden ser tóxicos para los humanos u otros animales. De acuerdo a la Convención de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), 9 de los primeros 12 COP considerados en la lista inicial del convenio en 2001 son plaguicidas. En la actualidad, de los nuevos compuestos incluidos en la lista de los 21 COP por su toxicidad, otros 5 son plaguicidas (<http://www.pops.int/2017>).

El término plaguicida está ampliamente difundido aunque el nombre genérico más adecuado es biocida.

Los plaguicidas pueden clasificarse atendiendo a diversos aspectos:

1) Según el destino de su aplicación pueden considerarse:
a) plaguicidas de uso fitosanitario destinados a su utilización en el ámbito de la sanidad vegetal o el control

de vegetales; b) plaguicidas de uso ganadero: destinados a su utilización en el entorno de los animales o en actividades relacionadas con su explotación; c) plaguicidas de uso en la industria alimentaria: destinados a tratamientos de productos o dispositivos relacionados con la industria alimentaria; d) plaguicidas de uso ambiental: destinados al saneamiento de locales o establecimientos públicos o privados; e) plaguicidas de uso en higiene personal: preparados útiles para la aplicación directa sobre el ser humano; f) plaguicidas de uso doméstico: preparados destinados para aplicación por personas no especialmente calificadas en viviendas o locales habitados.

II) Según su acción específica pueden considerarse: insecticidas; acaricidas; fungicidas; bactericidas, herbicidas, rodenticidas.

III) Según su constitución química, los plaguicidas pueden clasificarse en varios grupos, los más importantes son: órgano clorados, organofosforados, carbamatos, triazinas, piretroides, derivados de urea. Algunos de estos grupos engloban varias estructuras diferenciadas, por lo que, en caso de interés, es posible efectuar una subdivisión de los mismos.

El uso de plaguicidas crea una serie de problemas para el ambiente. Más del 98% de los insecticidas y del 95% de los herbicidas llegan a un destino diferente del buscado, incluyendo especies vegetales y animales, aire,

agua, sedimentos de ríos y mares y alimentos. La deriva de pesticidas ocurre cuando las partículas de pesticidas suspendidas en el aire o el agua son llevadas a otras áreas, pudiendo llegar a contaminarlas.

Estos compuestos pueden ser tóxicos a muy bajas concentraciones. Por otra parte, dada su estructura son en general poco solubles en agua y propensos a bioacumularse en la biota. Para poder cuantificarlos, a las bajas concentraciones en que se encuentran en el ambiente, se utilizan métodos instrumentales, particularmente cromatográficos.

MUESTREO, ANÁLISIS, INTERPRETACIÓN Y CONFIABILIDAD DE LOS DATOS QUÍMICOS

La colecta de muestras o muestreo debe ser estadísticamente representativa del conjunto total que se quiere medir, para que los resultados que se obtengan de su análisis permitan conclusiones objetivas, defendibles y sólidamente fundamentadas.

Para desarrollar un plan de muestreo debe decidirse cuándo, dónde y qué cantidad de muestras deben ser colectadas. El diseño del muestreo dependerá de los objetivos del estudio, del alcance que quiera tenerse con los mismos, así como también es conveniente ajustar el mismo a las normas IRAM, ASTM, en el caso de ser necesarias.

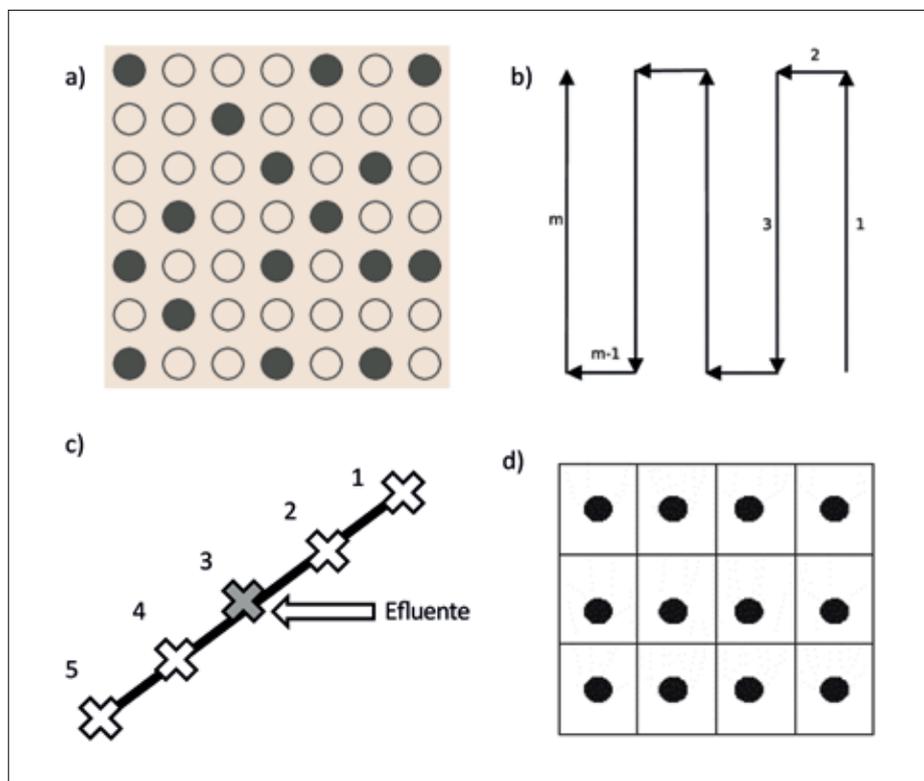


Figura 1: Ejemplos de muestreos bidimensionales. a) Muestro al azar, b) muestreo en pierna desde la muestra 1 a la m, c) muestro aguas arriba (sitios 1 y 2) y aguas abajo (sitios 4 y 5) de un punto de vertido (sitio 3), d) muestreo en grilla regular.

En muestreos bidimensionales, se debe determinar la posición georeferenciada y se pueden desarrollar de varias maneras (Fig. 1): a) muestreo al azar: la zona a muestrear se divide en áreas mínimas representativas (p.ej. parcelas de 1 m², y se eligen una cantidad de posiciones al azar asociadas a la cantidad de muestras que se quieren coleccionar; b) muestreo en transecta o en pierna: se elige la posición de partida y la longitud de la transecta, así como la distancia mínima entre los puntos de muestreo y luego se colecta las muestras sobre la transecta, c) muestreo en etapas: se divide la zona de muestreo en subunidades regulares considerando alguna característica física o hidrológica del cuerpo de agua, por ejemplo antes o después de un tributario o de un efluente o de obra ingenieril, etc., y luego se colectan las muestras en cada subunidad; d) muestreo en grilla: se toman muestras a intervalos regulares de espaciado fijo.

En el caso de muestreos tridimensionales, debe además tenerse en cuenta la dimensión vertical, como es el caso para muestras en profundidad o en la atmósfera.

La distribución temporal también ofrece variantes. Muchos fenómenos tienen características cíclicas, las muestras afectadas por actividad biológica pueden exhibir grandes cambios en el tiempo, asociados a las estaciones del año, o bien al momento del día (mañana, tarde o noche), o a un periodo interanual (sequías-inundaciones) o interdecadal (por ejemplo presencia o ausencia del fenómeno del Niño en una región).

El sistema de recolección de muestras también depende del tipo de origen del agua. Por ejemplo, para el análisis físico-químico, en el caso de una cisterna o de un depósito, la botella será sumergida a una cierta distancia del fondo (50 cm) y de la superficie, bastante lejos de las orillas o de los bordes, así como de los obstáculos naturales o artificiales, evitando remover el fondo. En el caso de un lago, de un río o de un cuerpo de agua natural, hay que escoger varios puntos de toma, y en cada uno de ellos, tomar varias muestras a diferentes profundidades. En el caso de una bomba de extracción, las tomas se harán normalmente, al término de una prueba de bombeo ininterrumpida. En caso que el agua sea proveniente de una canilla será indispensable dejar correr el agua durante por lo menos 10 minutos y lavar la canilla con alcohol antes de tomar la muestra. En cuanto al recipiente, se utilizan botellas de plástico lavadas y enjuagadas tres veces con el agua de muestreo. El tapón se ha de poner de tal forma que no quede ninguna burbuja de aire. En todos los casos, la muestra debe ser representativa y homogénea. Las muestras deberán conservarse en la heladera (4° C) hasta su envío al laboratorio, recomendándose su envío antes de las 48 hs de ser colectadas.

Para análisis especiales, como por ejemplo de metales pesados o contaminantes orgánicos, deben consultarse los protocolos específicos de colecta y pretratamiento de muestras.

Los contaminantes químicos son de variada naturaleza y estructura y los métodos para su determinación están debidamente estandarizados y las metodologías existentes permiten su determinación a nivel de trazas (APHA, 2005).

En el caso de trazas inorgánicas, los métodos de determinación por absorción atómica o espectrometría de emisión por inducción de plasma acoplado (ICP de emisión) permiten la detección de partes por billón. En el caso de trazas orgánicas, las cromatografías gas-líquido o líquida de alta resolución alcanzan los mismos niveles de sensibilidad. En el caso de contaminantes orgánicos persistentes, como por ejemplo los compuestos organoclorados (bifenilopoliclorados, plaguicidas) se usan detectores específicos de captura electrónica en los cromatógrafos gas-líquido. Estos compuestos de variada estructura, son en general hidrofóbicos, por lo cual los niveles en agua son muy bajos, concentrándose en sedimentos y biota.

La calidad de los datos obtenidos en el laboratorio analítico debe ser técnicamente válida, legalmente defendible y de reconocible calidad a fin de tener una alta confiabilidad del resultado. Todas las medidas tienen errores que pueden ser sistemáticos, que definen la calidad analítica del método y son indicadores usados para evaluar el método analítico. Los procedimientos deben tener un control de calidad que identifique y controle la fuente de error (Blesa *et al.*, 2012).

La precisión es un indicador de la reproducibilidad de la medida y será alta si se usa un método de alta precisión. La exactitud de una medida es su cercanía al valor verdadero, una medida es exacta cuando el error al azar como el error sistemático es bajo. La precisión puede conocerse repitiendo los análisis de una misma muestra, la exactitud sólo puede ser comprobada analizando muestras de patrones de referencia o por comparación de los resultados de distintos laboratorios. Cuando las concentraciones son muy bajas, los análisis por duplicado igual pueden presentar variaciones cuando la sensibilidad del método es insuficiente.

Se acepta internacionalmente que la calidad de las mediciones químicas y la comparabilidad de los resultados están basados en los siguientes aspectos: uso de métodos analíticos validados, equipos controlados técnicamente y calibrados, uso de materiales de referencia para las calibraciones, control de calidad interno efectivo, participación en esquemas de ensayos interlaboratorios, auditorías independientes de los procedimientos y personal debidamente entrenado.

Estos aspectos son fundamentales pues para determinar la calidad del agua debemos saber, para cada uso, qué contiene y en qué cantidad, pues no debe exceder un límite determinado para considerarla apta para ese uso específico. Por lo tanto, debemos asegurar la representatividad del muestreo y la calidad de las mediciones

químicas para que los resultados obtenidos nos permitan alcanzar conclusiones válidas.

CONCLUSIONES

Los indicadores químicos son herramientas objetivas para la determinación de la calidad de agua, por lo que su aplicación no depende de aspectos subjetivos. Es por esto que es útil su inclusión en la normativa para determinar calidad de agua para diferentes usos ya que pueden ser cuantificados y su metodología de análisis está estandarizada, permitiendo que los resultados sean comparables independientemente de la escala espacio temporal donde fueron tomados. Esto es particularmente útil en monitoreos de agua a largo plazo o en el análisis de series históricas de datos de cuencas.

Por otro lado, en los últimos años la aparición de contaminantes emergentes (Stuart *et al.*, 2012; Rivera-Utrilla *et al.*, 2013) provenientes por ejemplo de la industria farmacéutica hacen necesaria la incorporación de nuevos compuestos químicos como indicadores y el desarrollo de nuevos protocolos de análisis y nuevas tecnologías que mejoren la cuantificación y el acceso a límites de detección más bajos.

Los indicadores fisicoquímicos, si bien pueden ser complementados con otro tipo de indicadores como los biológicos, son claves para el estudio de la calidad de agua y son irremplazables, ya que debido a la naturaleza de la precisión y exactitud de las medidas y la comparabilidad de las metodologías, son los que aseguran que en distintas partes de un territorio pueda desarrollarse un seguimiento de calidad de agua objetivo. Debido a esto, su incorporación en la normativa local, provincial y nacional es clave, ya que aporta objetividad y replicabilidad y permite el análisis de series históricas de monitoreos, así como la comparación de resultados en distintas partes del mundo. Estas características hacen que los indicadores fisicoquímicos sean irremplazables en el estudio de la calidad del agua.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Buenos Aires y al CONICET por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., Torremorell, A., Pérez, G., Bustingorry, J., Escaray, R. & I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624 (1): 45-60.

American Public Health Association. 2005. *American Public Health. Standard Methods for the Examination of Water and Waste*. Washington: APHA.

Baird, C. 2001. *Química Ambiental*. España: Reverté S.A.

Beijer, K. & A. Jernelov. 1986. Sources, transport and transformation of metals in the environment. En: Friberg L., Nordberg G.F., Vouk V.B. (Eds.): *Handbook on the Toxicology of Metals* (2d ed.): 68–74. Amsterdam: Elsevier.

Bidoglio, G. & W. Stumm (Eds.). 2013. *Chemistry of aquatic systems: local and global perspectives* (Vol. 5). Netherlands: Springer.

Blesa, M.A., Do Santos Alfonso, M. y M.C. Apella. 2012. *Agua y ambiente. Un enfoque desde la química*. Buenos Aires: EUDEBA.

Bletter, M.C.M., Amsler, M.L., Ezcurrade Drago, L., Espinola, L.A., Berle, E. Paira, A., Best, J.L., Parsons, D.R. y E.E. Drago. 2014. The impact of significant input of fine sediment on benthic fauna at tributary junctions: a case study of the Bermejo–Paraguay River confluence, Argentina. *Ecohydrology*, 8: 340-352.

Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A. & A.E. Wilson. 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 4 (4): 1-10.

Choconi, R.G., Ghini, A.A., Conzonno, V.H. & A. Fernández Cirelli. 2011. Humic substances from sediments of Lobos Pond (Argentina). Isolation, characterization and limnological implications. *Eclética Química*, 36 (2): 128-141.

Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. & G.E. Likens. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323 (5917): 1014-1015.

Conzonno, V. 2009. *Limnología química*. La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

- Darrigran, G.A., Damborenea, A.C., Drago, E.C., Ezcurra de Drago, I. & A. Paira. 2011. Environmental factors restrict the invasion process of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in the Neotropical region: a case study from the Andean tributaries. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 47: 221-229.
- Dogliotti, A.I., Ruddick, K. & R. Guerrero. 2016. Seasonal and inter-annual turbidity variability in the Río de la Plata from 15 years of MODIS: El Niño dilution effect, Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 182: 27-39.
- Fernández Cirelli, A., Moscuza, H.C., Pérez Carrera, A. y A.V. Volpedo. 2010. *Aspectos ambientales de las actividades agropecuarias*. Buenos Aires: AGROVET.
- Gómez, S.E., Menni, R.C., González Naya, J. & L. Ramírez. 2007. The physical-chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environmental Biology of Fishes*, 78 (2): 161-171.
- Grant, W.D. 2006. *Alkaline environments and biodiversity*: 1-19. Oxford: Eolss Publishers.
- Gonzalez Naya, Ramírez, G., L., Gómez, S.E. & R.C. Menni. 2011. Temperature and massive fish deaths in southern South America. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Nueva Serie*, 13 (2): 131-134.
- Karlsson, J., Bergström, A.K., Byström, P., Gudasz, C., Rodríguez, P. & C. Hein. 2015. Terrestrial organic matter input suppresses biomass production in lake ecosystems. *Ecology*, 96 (11): 2870-2876.
- Mariazzi, A.A., Donadelli, J.L., Arenas, P., Di Siervi, M.A. & C. Bonetto. 1992. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero Reservoir, (Córdoba, Argentina). *Hydrobiologia*, 246 (2): 129-140.
- Mattson, M. D. 1999. Acid lakes and rivers. In: *Environmental Geology*. Netherlands: Springer.
- Mora-Ravelo, S.G., Alarcón, A., Rocandio-Rodríguez, M. & V. Vanoye-Eligio. 2017. Bioremediation of wastewater for reutilization in agricultural systems: a review. *Applied Ecology and Environmental Research*, 15 (1): 33-50.
- Neiff, J.J. 2001. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. *El Agua en Iberoamérica, Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura*, 83-112. Argentina: CYTED.
- OMS, 2017. Organización Mundial de la Salud. <http://www.who.int/es/>
- Paoloni J.D. 2010. Ambiente y recursos Naturales del partido de Bahía Blanca. *Clima, Geomorfología, suelos y aguas* (sudeste de la provincia de Buenos Aires), Argentina: Editori- al de la Universidad Nacional del Sur.
- Puntoriero, M.L., Volpedo, A.V. y A. Fernández Cirelli. 2014a. Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico. *Acta Toxicológica Argentina* 22 (1): 15-22.
- Puntoriero, M.L., Volpedo, A.V. & A. Fernández Cirelli. 2014b. Arsenic and Fluoride in surface water (Chasicó Lake, Argentina). *Frontiers in Environmental Science, section Groundwater Resources and Management* 2 (23), 1-5.
- Puntoriero, M.L., Fernández-Cirelli, A. & A.V. Volpedo. 2015. Geochemical mechanisms controlling the chemical composition of groundwater and surface water in the southwest of the Pampean plain (Argentina). *Journal of Geochemical Exploration* 150: 64-72.
- Quirós, R. 1990. Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (5): 928-939.
- Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A.M., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y H.T. Von Bernard. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Tundisi, J.G., Matsumura, T. Tundisi y C. Sidagis Galli (Eds.) *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. São Carlos: Instituto Nacional de Ecología de São Carlos.
- Quirós, R., Rennella, A.M., Boveri, M.A., Rosso, J.J. y A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12 (2): 175-185.
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Ferro-García, M.A., Prados-Joya, G. & R. Ocampo-Pérez. 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 93 (7): 1268-1287.
- Romero, M. y A.V. Volpedo. 2017. Influencia del cambio climático sobre un recurso pesquero transfronterizo: el caso de la corvina rubia. 291-312. En: Pinto, M., Estrella, J. y A. Gennari (Comp). *Agua y Sociedad*. Buenos Aires: Universidad Nacional de Cuyo.
- Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279 (1746). doi:10.1098/rspb.2012.1032
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139.
- Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. & A. Hart. 2012. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 416: 1-21.

Stumm, W. & J. J. Morgan. 1995. *Aquatic Chemistry, 3rd, ed.*, USA: John Wiley & Sons.

Tokumon, R., Cataldo, D. & D. Boltovskoy. 2015. Effects of suspended inorganic matter on filtration and grazing rates of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytiloidea). *Journal of Molluscan Studies*, 1-4. doi:10.1093/mollus/eyv024

Tundisi, J.G., Santos, M.A. & C.F.S. Menezes. 2003. Tucuquí reservoir and hydroelectric power plant. Sharing Experiences and Lessons Learned in Lake Basin Management, Burlington, Vermont. *Management Experiences and Lessons Learned Brief*, 1: 1-20.

Tundisi, J.G. & T. Matsumura Tundisi. 2013. *Limnología*. Sao Carlos: Instituto Internacional de Ecología de Sao Carlos.

UNESCO, 2007. World Water Assessment Programme, La Plata Basin Case Study Final Report. unesdoc.unesco.org/images/0015/001512/151252e.pdf

Van Steenderen, R. A. & J. S. Lin. 1981. Determination of dissolved organic carbon in water. *Analytical Chemistry*, 53 (13): 2157-2158.

Verones, F., Hanafiah, M.M., Pfister, S., Huijbregts, M.A., Pelletier, G.J. & A. Koehler. 2010. Characterization factors for thermal pollution in freshwater aquatic environments. *Environmental Science and Technology*, 44 (24): 9364-9369.

Volpedo A.V. y A. Fernández Cirelli. 2013. El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. *AUG-MDomus 5 (Número Especial Aguas)*: 1-18.

Wangersky, P. J. 1993. Dissolved organic carbon methods: a critical review. *Marine Chemistry*, 41 (1-3): 61-74.

